Pêches et Océans Canada
Fisheries and Oceans Canada

Sciences des écosystèmes et des océans
Ecosystems and Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique
Région du Pacifique
Avis scientifique 2015/062

POINTS DE RÉFÉRENCE LIMITES ÉVENTUELS COMME BASE POUR CHOISIR PARMI LES AUTRES RÈGLES DE CONTRÔLE DES PRISES POUR LE HARENG DU PACIFIQUE (*CLUPEA PALLASII*) EN COLOMBIE-BRITANNIQUE

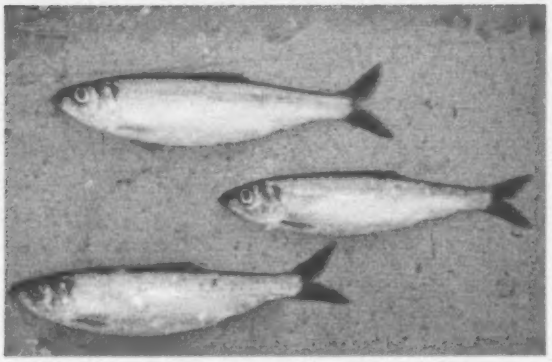

Photo : Hareng. Source : Pêches et Océans Canada

Figure 1: Zones principales de stock du hareng du Pacifique en Colombie-Britannique : Haida Gwaii (HG), le district de Prince Rupert (DPR), la côte centrale (CC), le détroit de Georgie (DG), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV); et les zones secondaires de stock : zone 2W et zone 27.

Contexte :

En Colombie-Britannique, la pêche du hareng du Pacifique est gérée à l'aide d'une stratégie de pêche conçue et adoptée initialement en 1986. Une partie de cette stratégie de pêche consiste en la mise en œuvre d'un seuil de la pêche commerciale lorsque la biomasse prévue du stock de hareng est inférieur à 25 % de la biomasse non exploitée prévue (connu comme le seuil). Depuis l'adoption de la stratégie, deux stocks principaux de hareng, à savoir ceux du détroit de Georgie (DG) et du district de Prince Rupert (DPR), sont demeurés au-dessus du seuil. Toutefois, les trois autres stocks principaux, à savoir ceux de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), de la côte centrale (CC) et de Haida Gwaii (HG), sont passés en dessous du seuil pendant 32 %, 21 % et 46 % du temps entre les années 1986 et 2013, respectivement, ce qui est bien inférieur aux prévisions établies par les résultats des premières simulations.

Une approche par simulation en boucle fermée a été utilisée pour examiner le rendement des points de référence limites (PRL) éventuels. Un modèle opérationnel intégré dans un cadre de simulation a été conçu afin de permettre la mise à l'essai des procédures de gestion proposées (la combinaison des données, du modèle d'évaluation et de la règle de contrôle des prises) par rapport à plusieurs objectifs de gestion pour les pêches. D'autres scénarios relatifs à la productivité et à la dynamique des stocks de

Canada

hareng, aux méthodes d'évaluation, et à la fréquence de la collecte des données (relevés annuels, bisannuels) ont été mis à l'essai au sein de ce cadre analytique. Cet examen régional par les pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) a permis d'examiner le cadre analytique élaboré pour le hareng du Pacifique en Colombie-Britannique, et a fourni une évaluation initiale du rendement des points de référence limites éventuels dans le cadre d'autres procédures de gestion afin d'éclairer le renouvellement du cadre de gestion pour le hareng du Pacifique en Colombie-Britannique conformément au Cadre pour la pêche durable du Canada.

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 27 au 28 mai 2015 sur les points de références limite possibles pour hareng du Pacifique en Colombie-Britannique en suivant l'approche du modèle de simulation en boucle fermée. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada (MPO).

SOMMAIRE

- En Colombie-Britannique, la pêche du hareng du Pacifique est gérée à l'aide d'une stratégie de pêche conçue initialement en 1986. Depuis l'adoption de la stratégie, deux stocks principaux de hareng sont demeurés au-dessus du seuil de gestion, autorisant la pêche commerciale (connu comme le seuil), tandis que trois stocks sont passés en dessous du seuil pendant 32 %, 21 % et 46 % du temps entre les années 1986 à 2013.
- Une diminution importante de la taille a été observée dans tous les stocks de hareng de la Colombie-Britannique entre le début des années 1980 et 2010; ainsi qu'une hausse des taux de mortalité naturelle estimés dans certains stocks depuis 1951 (MPO, 2015). Les conséquences de ces tendances de la productivité des stocks de poissons variant dans le temps n'ont pas été évaluées précédemment pour la gestion de la pêche du hareng du Pacifique.
- L'examen de la documentation n'a pas révélé l'existence de points de référence limites éventuels pour les espèces de poisson fourrage acceptés de façon universelle qui pourraient s'appliquer au hareng de la Colombie-Britannique; bien qu'un ensemble de points de référence limites éventuels aient été évalués.
- Une approche par simulation en boucle fermée a été utilisée pour examiner les points de référence limites éventuels comme base pour évaluer le rendement de plusieurs procédures de gestion (la combinaison des données, du modèle d'évaluation et de la règle de contrôle des prises). Les simulations ont pris en compte d'autres théories relatives à la productivité et à la dynamique des stocks de hareng ainsi qu'à la fréquence des relevés (annuels ou bisannuels). Cela représente la première étape d'un processus d'évaluation de la stratégie de gestion qui développe le cadre analytique pour de futures évaluations et examine le rendement de certains points de référence limites éventuels de départ pour les cinq stocks principaux de hareng du Pacifique.
- Voici les principales composantes du cadre analytique pour le hareng du Pacifique :
  - les modèles opérationnels pour chacun des cinq stocks principaux de hareng du Pacifique, qui représentent une série d'hypothèses concernant les futurs changements de la croissance, de la mortalité naturelle et de la dynamique des productivités non stationnaire;
  - les procédures de gestion fournissant des options quant à la fréquence de la collecte des données, aux méthodes d'évaluation des stocks/hypothèses, et aux règles de contrôle des prises;
  - les indicateurs de rendement pour comparer les résultats simulés par rapport à un ensemble de points de référence limites.

- Le rendement des procédures de gestion a été évalué par rapport aux éventuelles tendances de la croissance et de la mortalité naturelle à l'aide d'un modèle opérationnel structuré selon l'âge qui représentait quatre autres scénarios relatifs à la future dynamique de la croissance et de la mortalité naturelle du hareng du Pacifique. La mortalité naturelle pour chaque zone de stock est restée constante par rapport aux valeurs de 2013 ou a pu augmenter de 50 % pendant la période de projection; et la croissance est restée constante par rapport aux valeurs moyennes de 2013 ou a eu tendance à se rapprocher du taux de croissance historique moyen pour la période de 1951-1955.
- Quatre règles de contrôle des prises ont été évaluées dans cette analyse. Deux règles de contrôle des prises ont été élaborées afin de se rapprocher de la pratique actuelle pour la gestion de Pêches et Océans Canada (MPO) (la différence entre les deux étant que, dans un cas, il s'agit d'un relevé sur le frai bisannuel et que, dans l'autre cas, il s'agit d'un relevé sur le frai annuel) et deux règles de contrôle des prises ont été fondées sur les règles de conservation proposées pour les espèces de poisson fourrage.
- Trois mesures de rendement de la pêche communément acceptées ont été sélectionnées afin de fournir une indication du rendement de la conservation et de la production des procédures de gestion simulées. Le rendement de la conservation a été mesuré au moyen de la probabilité (R_{cons}) de passage de la biomasse du stock reproducteur en dessous du seuil de conservation défini par chacun des points de référence limites éventuels.
- Un nombre limité de scénarios relatifs à la productivité des stocks, de procédures de gestion et de points de référence limites éventuels a été examiné pour les cinq zones principales de stock du hareng du Pacifique. Néanmoins, les résultats découlant du cadre analytique fournissent une preuve du concept d'évaluation de la stratégie de gestion pour l'évaluation des points de référence limites, et fournissent un outil qui peut être utilisé pour mettre à jour le cadre de gestion existant pour le hareng du Pacifique en Colombie-Britannique conformément au Cadre pour la pêche durable du Canada.
- Le cadre analytique offre suffisamment de souplesse pour examiner un ensemble plus vaste de procédures de gestion, d'hypothèses écologiques et d'objectifs proposés par les Premières Nations, l'industrie et d'autres intervenants.
- Cette analyse n'avait pas pour but de déterminer un point de référence limite unique pour la gestion du hareng, mais plutôt de déterminer les caractéristiques des points de référence limites qui semblent apporter le plus d'information pour évaluer la capacité des autres procédures de gestion à atteindre les objectifs de gestion; selon une évaluation de l'état du stock par rapport aux points de référence limites éventuels. Les points de référence limites fondés sur la F_{RMS}, la biomasse non exploitée non stationnaire, et la biomasse minimale à partir de laquelle le stock s'est rétabli, ont été évalués comme apportant moins d'information que les points de référence limites établis (équilibre) à cette fin.
- Le rapprochement mis à l'essai de la procédure de gestion actuelle du MPO semble maintenir les stocks au-dessus des points de référence limites éventuels dans une fourchette étroite d'hypothèses. Les augmentations de la mortalité naturelle, semblables à celles estimées au cours des dernières décennies, ont révélé des risques éventuels pour la conservation et la pêche dans quatre des cinq zones de stock. Plus précisément :
    - La biomasse du stock reproducteur (BSR) simulée pour le hareng du détroit de Georgie (DG) est restée supérieure au point de référence limite de $0{,}25B_0$ pendant 95 % du temps dans le cadre des procédures de gestion MPO1 et MPO2, ce qui est cohérent par rapport à l'évaluation de départ réalisée pour le stock en 1988.

- Les simulations pour les stocks du district de Prince Rupert (DPR), de la côte centrale (CC) et de Haida Gwaii (HG) suggèrent que les procédures de gestion du MPO et celles du Lenfest pourraient donner lieu à une baisse fréquente de la BSR en dessous des points de référence limites utilisés dans cet exercice de simulation.
- Le point de référence limite qui a été autorisé à changer en fonction des taux de mortalité naturelle et de croissance (NSB_0) permet rarement d'indiquer le risque dans des situations où les risques pourraient réellement être importants. Cela est également vrai pour le point de référence limite empirique qui reflète le pire scénario (historique B), qui est la biomasse historique minimale à partir de laquelle le stock s'est rétabli.

- Afin de mettre à jour le cadre de gestion pour le hareng du Pacifique, il est recommandé que des représentations plus réalistes des procédures de gestion soient élaborées aux fins d'évaluation, à l'aide d'une approche de simulation et d'un cadre analytique examinés ici. Par exemple, il serait bon de prendre en compte la modélisation des pêches séquentielles en fonction des diverses flottes, de l'incertitude en ce qui concerne le paramètre de mise à l'échelle des relevés sur le frai (q), et des changements de la taille-selon-l'âge.

INTRODUCTION

En Colombie-Britannique, la pêche du hareng du Pacifique est gérée à l'aide d'une stratégie de pêche mise en œuvre initialement en 1986. L'élément de règle de contrôle des prises de la stratégie prévoit un taux d'exploitation de 20 % pour les zones principales de stock, alors que la biomasse du stock de hareng prévue pour l'année suivante devrait dépasser le seuil opérationnel de 25 % de la biomasse non exploitée estimée et un taux d'exploitation de 0 % lorsque la biomasse prévue se situe en dessous du seuil. Les résultats des essais ultérieurs par simulation en boucle fermée ont indiqué que la mise en œuvre de cette règle entraînerait la diminution de la biomasse du stock de hareng dans le détroit de Georgie en dessous du seuil pendant moins de 5 % du temps (Hall *et al.*, 1988).

Depuis l'adoption de la stratégie en 1986, deux stocks principaux de hareng, à savoir ceux du détroit de Georgie (DG) et du district de Prince Rupert (DPR), sont demeurés au-dessus du seuil. Toutefois, les stocks principaux de la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), de la côte centrale (CC) et de Haida Gwaii (HG) sont passés en-dessous du seuil pendant 32 %, 21 % et 46 % du temps entre les années 1986 à 2013, respectivement, dépassant largement les prévisions établies par les premières simulations. Contrairement aux hypothèses qui sous-tendent l'essai par simulation de Hall *et al.* (1988), une diminution de la taille (poids selon l'âge) sur le long terme a été observée dans l'ensemble des stocks de hareng de la Colombie-Britannique depuis le début des années 1980 jusqu'en 2010, ainsi qu'une tendance à la hausse des taux de mortalité naturelle estimés depuis 1951 (MPO, 2015). Les contributions relatives de la diminution de la taille et de la hausse de la mortalité naturelle à la baisse des stocks en dessous des seuils de la biomasse ne sont actuellement pas bien comprises.

L'une des difficultés liées à l'établissement de règles de contrôle des prises et de points de référence limites pour les stocks de hareng sont les tendances directionnelles de la croissance et de la mortalité naturelle moyennes variant dans le temps, ou absence de stationnarité. L'absence de stationnarité a une incidence sur le rendement de la règle de contrôle des prises et sur l'estimation et l'évitement des points de référence limites. Des changements touchant le poids selon l'âge ont été observés dans des stocks de hareng du Pacifique, et des évaluations des stocks actuels révèlent les tendances de la mortalité naturelle variant dans le temps pour l'ensemble des stocks. Les conséquences de l'absence de stationnarité en ce qui concerne la productivité des stocks de poissons sur le rendement des procédures de gestion pour la gestion

des pêches relative à une seule espèce n'ont pas été étudiées en détail dans la documentation scientifique ni pour la gestion de la pêche au hareng du Pacifique. L'étude d'autres scénarios pour les futurs changements vise à améliorer la compréhension du rendement de la règle de contrôle des prises par rapport aux objectifs de conservation comme cela est défini par les points de référence limites (PRL).

Une approche par simulation en boucle fermée a été utilisée pour mettre à l'essai l'incidence des procédures de gestion proposées (la combinaison des données, du modèle d'évaluation et de la règle de contrôle des prises) sur l'état du stock, mesurée par rapport à une fourchette de points de référence limites éventuels. Les simulations ont pris en compte d'autres théories relatives à la productivité et à la dynamique des stocks de hareng ainsi que d'autres scénarios relatifs à la fréquence des relevés (annuels ou bisannuels). Cette approche est une application des modèles publiés par Cox et Kronlund (2008), Cleary *et al.* (2010) et Cox *et al.* (2013).

Cette entreprise représente la première étape d'un processus d'évaluation de la stratégie de gestion qui développe le cadre analytique pour de futures analyses et examine la pertinence de certains points de référence limites éventuels pour les cinq stocks principaux de hareng du Pacifique. Ce processus n'a pas permis d'évaluer de façon explicite l'évaluation des stocks actuelle du MPO ni la procédure de prise de décisions en matière de pêche. Au lieu de cela, il a utilisé une approximation comme preuve du concept du cadre analytique. Les conseils tirés de l'examen régional par les pairs du Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS) seront utilisés afin d'élaborer un processus d'évaluation facilitant la mise à jour du cadre de gestion actuel pour le hareng du Pacifique en Colombie-Britannique conformément au Cadre pour la pêche durable du Canada.

ANALYSE

L'examen de la documentation n'a pas permis de révéler de meilleures pratiques internationales pour l'établissement d'objectifs pour la gestion des espèces de poisson fourrage comme le hareng de la Colombie-Britannique; par conséquent, un ensemble d'objectifs éventuels (points de référence limites éventuels) ont été examinés. En voici des exemples :

(1) 0,25 B_0, le seuil de statu quo pour le hareng de la Colombie-Britannique (Hall *et al.* 1988);

(2) 0,30 B_0 (Sainsbury, 2008);

(3) 0,40 B_0 (Pikitch *et al.*, 2012);

(4) un niveau de la biomasse cible qui suit les changements des taux de mortalité naturelle et de croissance (NSB_0);

(5) un point de référence limite empirique qui reflète le pire scénario, la biomasse historique minimale à partir de laquelle le stock s'est rétabli (historique B);

(6) $0{,}40B_{RMS}$ et F_{RMS} (MPO, 2009).

Méthodes

Voici les principales composantes de ce cadre analytique pour le hareng du Pacifique :

(1) les modèles opérationnels pour chacun des cinq stocks principaux de hareng du Pacifique, qui reflètent l'état actuel du stock, une série d'hypothèses concernant les futurs changements de la croissance et de la mortalité naturelle;

(2) les procédures de gestion comprenant les données de surveillance, l'évaluation des stocks et les règles de contrôle des prises, y compris une approximation de la règle actuelle du MPO comme options recommandées pour le poisson fourrage (Lenfest);

(3) les indicateurs de rendement pour comparer les résultats simulés par rapport à un ensemble de points de référence limites.

Modèle opérationnel structuré selon l'âge

La dynamique des populations est simulée pour les périodes de projection historique et future. Le modèle débute dans l'état d'équilibre non exploité, déterministe, fondé sur les estimations de l'évaluation des stocks de 2013 du recrutement d'équilibre non exploité, de la variation dans le recrutement des stocks, de la mortalité naturelle, de la mortalité par pêche, des taux de croissance individuelle et des chiffres selon l'âge en 1951. Les taux de mortalité naturelle et de croissance ont été calculés à l'aide des valeurs de la période historique (1951-2013) établies dans les estimations issues des évaluations des stocks de hareng de 2013.

Pour la période de projection, la dynamique des états est induite par les processus concernant le recrutement probabiliste, la mortalité naturelle, la croissance et la mortalité par pêche. Le recrutement attendu d'individus d'un an au sein des populations est calculé à l'aide d'une relation stock-recrutement de type Beverton-Holt. Les taux de mortalité naturelle et de croissance pour la période de projection ont été mis à l'échelle de sorte que les valeurs des projections débutent au dernier échelon de la période historique. Les futures tendances simulées des taux de croissance et de mortalité naturelle ont été interpolées de façon linéaire entre la dernière valeur historique et la cible propre au scénario. Les difficultés présentées par l'élaboration de procédures de gestion en présence d'une dynamique des populations non stationnaire ont été examinées à l'aide de quatre scénarios relatifs à la future dynamique de la croissance et de la mortalité naturelle du hareng du Pacifique. Pour chaque zone de stock, la mortalité naturelle est restée constante par rapport aux valeurs de 2013 ou a pu augmenter de 50 % pendant la période de projection; la croissance est restée constante par rapport aux valeurs moyennes de 2013 ou a eu tendance à se rapprocher du taux de croissance historique moyen pour la période de 1951-1955. Voici les quatre scénarios modélisés :

(1) Mortalité naturelle constante et croissance constante
(2) Mortalité naturelle en augmentation et croissance constante
(3) Mortalité naturelle constante et croissance historique
(4) Mortalité naturelle en augmentation et croissance historique

Procédures de gestion

Les procédures de gestion contrôlent le type, la fréquence et la précision des données simulées. Les relevés sur le frai annuels et bisannuels ont été simulés comme des valeurs absolues impartiales de la biomasse féconde et ne comprennent pas de mise à l'échelle ni de facteur d'extension. Les coefficients de variation de ces estimations ont été constants au cours du temps. Les données concernant la composition selon l'âge requises pour les évaluations des prises selon l'âge simulées sont produites tous les ans.

Le modèle statistique d'évaluation des prises selon l'âge utilisé dans ces procédures de gestion simulées diffère du modèle opérationnel structuré selon l'âge de deux façons principales :

(1) les prises dans le modèle d'évaluation sont présumées provenir d'une pêche intermittente au début de l'année, tandis que les prises se produisent de façon continue dans le modèle opérationnel ainsi que dans le modèle d'évaluation actuel utilisé pour évaluer les stocks de hareng en Colombie-Britannique;
(2) le poids selon l'âge est présumé être constant dans le modèle d'évaluation. Le modèle d'évaluation utilise les sources de données produites par le modèle opérationnel, y compris les prises, les indices de la biomasse du stock reproducteur dans les relevés et les proportions selon l'âge des prises.

Les changements des taux de mortalité naturelle pour les scénarios 2) et 4) ci-dessus sont simulés à l'aide de la méthode de marche aléatoire au fil du temps. La capturabilité, ou le

paramètre de mise à l'échelle des relevés sur le frai (q) est présumé être égal à 1 dans le modèle d'évaluation et le modèle opérationnel afin de stabiliser l'évaluation simulée. Cela diffère des hypothèses utilisées dans le modèle actuel d'évaluation des stocks utilisé pour évaluer les stocks de hareng en Colombie-Britannique, qui estime le paramètre q avec une erreur type.

Les quatre règles de contrôle des prises ont été étudiées afin d'examiner le rendement des autres méthodes pour établir une limite de prises pour l'année à venir (Tableau 1). Deux des règles de contrôle des prises étudiées étaient fondées sur celles utilisées ces dernières années pour établir le total autorisé de captures pour la pêche du hareng du Pacifique en Colombie-Britannique (MPO, 2015), et deux des règles de contrôle des prises étudiées étaient fondées sur celles qui ont été proposées pour les espèces de poisson fourrage dans la documentation (Lenfest1 et Lenfest2; Pikitch *et al.*, 2012).

Tableau 1 : Règles de contrôle des prises évaluées à l'aide d'une approche par simulation en boucle fermée.

Règle de contrôle des prises mise à l'essai	Description
MPO1	Évaluation annuelle, seuil de pêche de $0,25B_0$ et taux de mortalité par pêche de 0,225
MPO2	Évaluation bisannuelle, seuil de pêche de $0,25B_0$ et taux de mortalité par pêche de 0,225
Lenfest1	Évaluation annuelle, seuil de pêche de $0,4B_0$ et taux de mortalité par pêche qui augmente progressivement jusqu'à un maximum de $0,5F_{RMS}$ à une valeur estimée de B_0
Lenfest2	Évaluation annuelle, seuil de pêche de $0,4B_0$ à partir duquel le taux de mortalité par pêche est établi à $0,5F_{RMS}$

Indicateurs de rendement

Trois mesures de rendement de la pêche communément acceptées ont été sélectionnées afin de fournir une indication du rendement de la conservation et de la production des procédures de gestion simulées. Le rendement de la conservation a été mesuré au moyen de la probabilité (R_{cons}) de passage de la biomasse du stock reproducteur en dessous du seuil de conservation défini par chacun des points de référence limites éventuels. Un scénario de type « pas de pêche » a été simulé pour fournir une autre série chronologique de la biomasse qui se rapproche des conditions non exploitées. Pour évaluer le rendement de la production, la production annuelle moyenne et la variabilité de la production annuelle moyenne ont été estimées.

Résultats

Rendement par rapport aux points de référence limites

Pour simplifier la discussion sur les résultats du rendement par rapport aux points de référence limites, les tendances historiques de la mortalité naturelle parmi les cinq stocks principaux de hareng sont regroupées en trois types généraux : la mortalité naturelle en 2013 est inférieure à la mortalité naturelle en 1951 ($M_{2013} < M_{1951}$), p. ex., pour la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV); la mortalité naturelle en 2013 est égale à la mortalité naturelle en 1951 ($M_{2013} = M_{1951}$),

p. ex., pour le détroit de Georgie (DG), le district de Prince Rupert (DPR) et la côte centrale (CC); la mortalité naturelle en 2013 est supérieure à la mortalité naturelle en 1951 ($M_{2013} > M_{1951}$), p. ex., pour Haida Gwaii. Chacun de ces types interagit avec les scénarios de mortalité naturelle projetés afin d'influencer fortement le rendement des procédures de gestion par rapport aux points de référence limites éventuels. Les résultats pour chacune des cinq zones de stock sont fournis dans l'annexe, aux tableaux 1 à 5, et dans les figures 1 et 2.

Dans le scénario de type M constante-croissance historique, les trajectoires projetées concernant la mortalité naturelle sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) commencent et se terminent en dessous du niveau de 1951; cela rend le stock simulé de la COIV plus résilient à la pêche. Par conséquent, pour ce scénario, toutes les procédures de gestion mises à l'essai ont maintenu une probabilité inférieure à 5 % de passage de la biomasse du stock reproducteur (BSR) en dessous de tout point de référence limite. Pour le détroit de Georgie (DG), dans les cas où les niveaux projetés de mortalité naturelle sont identiques en 1951 et en 2013 en supposant une mortalité constante, la plupart des procédures de gestion ont maintenu une probabilité inférieure à 5 % de passage de la biomasse du stock reproducteur (BSR) en dessous de tout point de référence limite (Figure 1 de l'annexe). En revanche, en prenant pour hypothèse une M constante, la mortalité pour Haida Gwaii (HG) a doublé par rapport à la valeur de 1951, et toutes les procédures de gestion ont produit une probabilité supérieure à 5 % de non-respect des points de référence limites de la biomasse d'équilibre (Figure 1 de l'annexe).

Les résultats simulés par rapport à d'autres points de référence limites pour les stocks de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique suggèrent que l'utilisation de points de référence limites qui suivent la productivité, référencent le niveau de la biomasse minimale à partir de laquelle le stock s'est rétabli, ou référencent la valeur F_{RMS} basée sur l'équilibre, offre peu de valeur. Ces points de référence limites, basés sur B_0 lorsque $q = 1$, ont révélé peu (voire aucune) de réponse quant aux changements des procédures de gestion parmi les stocks et les scénarios, et n'ont pas apporté d'information permettant de faire la différence entre les autres procédures de gestion.

Évaluation des procédures de gestion

La procédure de gestion MPO1 semble offrir un rendement adéquat dans les simulations effectuées pour le détroit de Georgie (DG) dans les conditions pour lesquelles elle a été initialement conçue (c.-à-d. mortalité naturelle constante, point de référence limite de $0{,}25B_0$, Figure 1 de l'annexe). Elle offre également un bon rendement dans les simulations pour la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) dans l'éventail des scénarios relatifs à la mortalité naturelle examinés (Figures 1 et 2 de l'annexe). Toutefois, le rendement dans les simulations se dégrade lorsque la mortalité naturelle augmente ou lorsque la gestion vise à maintenir le stock au-dessus des points de référence limites maximaux suggérés pour les stocks de poisson fourrage ($0{,}4B_0$, Figure 2 de l'annexe). Les résultats simulés obtenus de la procédure de gestion MPO1 sont mélangés pour la côte centrale (CC) et le district de Prince Rupert (DPR).

Les tendances et les projections historiques pour la mortalité naturelle concernant Haida Gwaii (HG) dépassent largement la portée pour laquelle la procédure de gestion MPO1 a été élaborée et mise à l'essai. Les simulations indiquent que le stock de Haida Gwaii (HG) devrait diminuer même en l'absence de pêche du fait des taux élevés de mortalité naturelle. Selon ce scénario, aucune des procédures de gestion ne sera considérée comme adéquate, indépendamment du choix du point de référence limite.

En général, les procédures de gestion Lenfest-1 et Lenfest-2 qui établissent les taux de mortalité par pêche à $0{,}5F_{RMS}$ pour les espèces de poisson fourrage ont donné lieu de façon constante à une variabilité des prises supérieure et à des fermetures des pêches plus fréquentes dans l'ensemble des stocks et des scénarios. Les niveaux de la BSR du modèle

opérationnel étaient constamment inférieurs à la limite visée de $0,4B_0$ impliquée par ces règles. La procédure de gestion MPO2 a permis d'obtenir des résultats similaires à la procédure de gestion MPO1, mais a généralement conduit à des prises légèrement inférieures et à une variabilité des prises annuelles supérieure pour des niveaux d'épuisement similaires. Ces résultats devraient être interprétés avec prudence étant donné que les efforts d'échantillonnage et les autres conceptions des relevés n'ont pas été pris en compte dans cette analyse. Ces résultats ont été inclus afin de montrer la souplesse du cadre analytique pour aborder les questions liées à la fréquence et à la conception des relevés.

La capturabilité, ou le paramètre de mise à l'échelle des relevés sur le frai (q) pour cet exercice a été présumé être égal à 1 dans le modèle d'évaluation et le modèle opérationnel tandis qu'il est estimé dans les dernières évaluations annuelles pour le hareng du Pacifique (depuis 2011). Le fait de présumer que $q = 1$ permet de réduire l'éventail des erreurs de l'estimation de la biomasse dans l'évaluation et de porter un regard optimiste sur le rendement des procédures de gestion. L'incidence de l'estimation de q sur le rendement relatif des procédures de gestion est incertaine, mais implique une incertitude accrue en ce qui concerne l'estimation de la biomasse et du point de référence. Une analyse préliminaire a été menée dans laquelle le paramètre q a été établi à 1 ou estimé dans le modèle d'évaluation et le modèle opérationnel. La comparaison a indiqué que les effets liés à l'établissement du paramètre q à 1 en termes de probabilité de déroger à la valeur de $0,25B_0$ et aux prises, dépendaient du poids des modèles opérationnels respectifs dans le calcul des statistiques moyennes. Cette analyse constitue une validation de principe et requiert un examen plus approfondi afin de fournir une base solide pour la prise de décisions.

De même, une autre règle de contrôle des prises a été examinée pour la côte centrale comme preuve que d'autres règles de contrôle peuvent être évaluées à l'aide du cadre analytique. Cette analyse prouve l'utilité de ce cadre pour l'évaluation d'autres règles de contrôle des prises. Mais l'inclusion de cette autre règle ne devrait pas constituer une acceptation de toute règle particulière, mais constituer plutôt une preuve de la souplesse du cadre de simulation.

Sources d'incertitude

La série de modèles opérationnels examinés n'est pas exhaustive en ce qui concerne les éventuels futurs scénarios relatifs à la productivité, la croissance, l'évaluation, la pêche et la mortalité. Toutefois, ils fournissent une diversité raisonnable de scénarios afin de soutenir les résultats généraux.

Il existe d'autres incertitudes qui n'ont pas été incluses dans ce travail, mais qui pourraient être examinées à l'aide de simulations élargies, fondées sur l'approche présentée lors de cet examen par les pairs. Par exemple, les évaluations précédentes concernant le hareng ont permis de déterminer que des diminutions sur le long-terme de la taille (poids selon l'âge) ont été observées pour l'ensemble des stocks de hareng de la Colombie-Britannique et certains stocks de hareng de l'Alaska, depuis le début des années 1980 jusqu'en 2010. Ces diminutions se sont stabilisées à la limite inférieure pour la plupart des années; toutefois, leurs effets sur le rendement des procédures de gestion n'ont pas été examinés en profondeur. De même, les événements rares ou extrêmes, en dehors de la fourchette des valeurs habituellement observées (p. ex., pour la mortalité naturelle, la biomasse, etc.), n'ont pas été pris en compte. De plus, les changements des mesures de gestion et les éventuelles incidences sur les résultats peuvent être examinés à l'aide de l'approche d'évaluation de la stratégie de gestion telle qu'elle est présentée.

Le rendement des procédures de gestion, appliqué à des échelles spatiales plus petites que les zones de gestion actuelles du MPO, n'a pas été simulé ni évalué. De plus, les incidences des pêches des œufs sur varech (exploitation des œufs) par rapport à l'ensemble des pêches

d'exploitation du hareng n'ont pas été évaluées. L'incidence de l'estimation du paramètre de mise à l'échelle des relevés sur le frai (q) sur les résultats de l'évaluation des procédures de gestion (PG) est incertaine et peut ne pas avoir le même effet dans chacune des populations autour de la côte. Cela peut également requérir une évaluation supplémentaire afin de représenter un environnement plus réaliste dans lequel les procédures de gestion peuvent être évaluées.

CONCLUSIONS ET AVIS

Cet exercice de simulation illustre l'avantage d'effectuer des simulations en boucle fermée propres à chaque cas afin d'évaluer les procédures de gestion des pêches. Le cadre analytique offre suffisamment de souplesse pour examiner un vaste ensemble de procédures de gestion, d'hypothèses écologiques et d'objectifs proposés par les Premières Nations, l'industrie et d'autres intervenants.

Tandis que seul un nombre limité de scénarios relatifs à la productivité des stocks, de procédures de gestion et de points de référence limites éventuels ont été examinés pour les cinq zones principales de stock du hareng du Pacifique, les résultats qui découlent du cadre analytique fournissent une preuve du concept d'évaluation de la stratégie de gestion pour déterminer les objectifs de conservation (PRL) et élaborer un outil qui peut être utilisé afin de mettre à jour le cadre de gestion existant pour le hareng du Pacifique en Colombie-Britannique conformément au Cadre pour la pêche durable du Canada.

Cet exercice de simulation et cette analyse ne sont pas exhaustifs. Toutefois, d'après la portée limitée et les hypothèses utilisées pour ces simulations, les points de référence limites basés sur F_{RMS}, NSB_0, et ceux basés sur la biomasse minimale à partir de laquelle le stock s'est rétabli semblent être moins en mesure d'évaluer les risques relatifs et le rendement des procédures de gestion par rapport aux points de référence limites basés sur des objectifs établis (équilibre).

Lors de l'utilisation de ce cadre analytique pour mettre à jour le cadre de gestion actuel, il est recommandé que des représentations plus réalistes des procédures de gestion actuelles soient élaborées aux fins d'évaluation. Par exemple, il serait bon de prendre en compte la modélisation des pêches séquentielles et d'utiliser diverses flottes, l'incertitude en ce qui concerne le paramètre de mise à l'échelle des relevés sur le frai (q), et les tendances de la taille selon l'âge.

Le rapprochement de la procédure de gestion actuelle du MPO qui a été mise à l'essai et analysée semble maintenir les stocks au-dessus des points de référence limites éventuels seulement dans une fourchette étroite de conditions. Les augmentations de la mortalité naturelle, semblables à celles estimées au cours des dernières décennies, ont révélé des risques éventuels pour la conservation et la pêche dans quatre des cinq zones de stock. Plus précisément :

- La biomasse féconde simulée pour le hareng du détroit de Georgie (DG) est restée supérieure au point de référence limite de $0{,}25B_0$ pendant 95 % du temps dans le cadre des procédures de gestion MPO1 et MPO2, ce qui est cohérent par rapport à l'évaluation de départ réalisée pour le stock en 1988.
- Les simulations pour les stocks du district de Prince Rupert (DPR), de la côte centrale (CC) et de Haida Gwaii (HG) suggèrent que tant les procédures de gestion du MPO que celles du Lenfest pourraient donner lieu à une baisse fréquente de la BSR en dessous des points de référence limites utilisés dans cet exercice de simulation.
- Le point de référence limite qui a été autorisé à changer en fonction des taux de mortalité naturelle et de croissance (NSB_0) permet rarement d'indiquer le risque dans des situations

où les risques pourraient réellement être importants. Cela est également vrai pour le point de référence limite empirique qui reflétait le pire scénario (historique B), qui était la biomasse historique minimale à partir de laquelle le stock s'est rétabli.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 27 au 28 mai 2015 sur les Points de références limites éventuels pour le hareng du Pacifique en Colombie-Britannique en suivant l'approche du modèle de simulation en boucle fermée. Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsqu'elle sera disponible, sur le calendrier des avis scientifiques de Pêches et Océans Canada (MPO).

Cleary, J.S., Cox, S.P., Schweigert, J.F. 2010. Performance evaluation of harvest control rules for Pacific herring management in British Columbia, Canada. ICES J. Mar. Sci., 67: 2005-2011.

Cox, S.P., Kronlund, A.R. 2008. Practical stakeholder-driven policies for groundfish fisheries in British Columbia, Canada. Fish. Res. 94: 224-237.

Cox, S.P., Kronlund, A.R., Benson, A.J. 2013. The roles of biological reference points and operational control points in management procedures for the sablefish (*Anoplopoma fimbria*) fishery in British Columbia, Canada. Environ. Conserv. 40(4): 318-328.

MPO. 2009. Un cadre décisionnel pour les pêches intégrant l'approche de précaution. (Consulté le 15 octobre 2015).

MPO. 2015. Évaluation et gestion des stocks de hareng du Pacifique en Colombie-Britannique : état en 2014 et prévisions pour 2015. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2014/060.

Hall, D.L., Hilborn, R., Stocker, M., Walters, C.J. 1988. Alternative harvest strategies for Pacific herring (*Clupea harengus pallasi*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45: 888-897.

Pikitch, E., Boersma, P.D., Boyd, I.L., Conover, D.O., Cury, P., Essington, T., Heppell, S.S., Houde, E.D., Mangel, M., Pauly, D., Plagányi, É., Sainsbury, K., R.S. Steneck. 2012. Little Fish, Big Impact: Managing a Crucial Link in Ocean Food Webs. Lenfest Ocean Program. Washington, DC. 108 pp. (Consulté le 15 octobre 2015).

Sainsbury, K. 2008. Best Practice Reference Points for Australian Fisheries. Australian Fisheries Management Authority Report R2001/0999.

Shelton, P.A., Sinclair, A.F. 2008. It's time to sharpen our definition of sustainable fisheries management. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 65: 2305-2314.

ANNEXE

Tableau 1 de l'annexe. Procédures de gestion (PG), prises ($\overline{C}$; milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (AAV), épuisement ($\overline{D}$; B/B_0), et rendement de la conservation (probabilité pour que la biomasse soit inférieure au point de référence limite) pour le détroit de Georgie (DG) dans chaque scénario de modèle opérationnel. Les probabilités d'épuisement ou de mortalité par pêche supérieures à 5 % donnant lieu à un dépassement du point de référence limite sont indiquées en caractère gras. LF1 = Lenfest1; LF2 = Lenfest2.

		Résultats des simulations			Points de référence limites éventuels						
Scénario de modèle opérationnel	PG	$\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	$0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
M constante-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	1,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	16,49	18,52	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	15,73	20,40	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	25,68	39,98	0,87	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01
	LF2	28,83	21,16	0,82	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,02
M constante-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	15,73	18,45	0,94	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	15,18	20,22	0,95	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	24,15	41,71	0,80	0,01	0,01	**0,05**	0,00	0,00	0,00	0,02
	LF2	27,51	21,19	0,74	0,01	0,02	**0,08**	0,01	0,00	0,01	0,03
M en augmentation-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,80	0,00	0,01	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	11,12	20,39	0,67	0,02	**0,05**	**0,16**	0,00	0,00	0,01	0,00
	MPO2	10,95	21,29	0,68	0,03	**0,05**	**0,16**	0,00	0,00	0,01	0,00
	LF1	14,87	55,01	0,61	0,03	**0,08**	**0,20**	0,00	0,00	0,01	0,02
	LF2	19,61	37,13	0,55	**0,09**	**0,14**	**0,32**	0,00	0,00	0,03	**0,06**
M en augmentation-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,76	0,01	0,02	**0,09**	0,01	0,00	0,00	0,00

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations $\bar{C}$	AAV	$\bar{D}$	Points de référence limites éventuels $0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
	MPO1	10,70	20,28	0,62	**0,05**	**0,11**	**0,24**	0,00	0,00	0,02	0,00
	MPO2	10,62	21,15	0,63	**0,05**	**0,12**	**0,24**	0,00	0,00	0,02	0,00
	LF1	14,27	55,25	0,57	**0,07**	**0,13**	**0,29**	0,00	0,00	0,03	0,02
	LF2	18,52	38,97	0,51	**0,14**	**0,23**	**0,42**	0,01	0,00	**0,08**	**0,07**

Tableau 2 de l'annexe. Procédures de gestion (PG), prises ($\bar{C}$; milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (AAV), épuisement ($\bar{D}$; B/B_0), et rendement de la conservation (probabilité pour que la biomasse soit inférieure au point de référence limite) pour la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV) dans chaque scénario de modèle opérationnel. Les probabilités d'épuisement ou de mortalité par pêche supérieures à 5 % donnant lieu à un dépassement du point de référence limite sont indiquées en caractère gras. LF1 = Lenfest1; LF2 = Lenfest2.

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations $\bar{C}$	AAV	$\bar{D}$	Points de référence limites éventuels $0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
M constante-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	1,91	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	10,97	18,69	1,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	10,71	20,57	1,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	14,99	43,60	1,17	0,01	0,01	0,03	0,03	0,00	0,03	0,04
	LF2	16,69	25,68	1,03	0,01	0,02	0,04	**0,05**	0,00	0,04	**0,06**
M constante-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	2,31	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	12,49	19,71	1,74	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	11,89	22,61	1,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	17,36	42,33	1,56	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01
	LF2	19,24	25,94	1,43	0,00	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01	0,02
M en augmentation-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	1,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites éventuels						
		$\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	$0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
	MPO1	7,81	19,93	0,92	0,01	0,02	**0,05**	0,00	0,00	**0,05**	0,00
	MPO2	7,92	22,23	0,92	0,01	0,02	**0,06**	0,00	0,00	**0,06**	0,01
	LF1	9,52	57,84	0,86	0,03	0,04	**0,10**	0,02	0,00	**0,10**	**0,05**
	LF2	11,97	42,12	0,72	**0,07**	**0,11**	**0,20**	0,04	0,00	**0,20**	**0,11**
M en augmentation-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	1,49	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	8,81	20,46	1,16	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	8,61	23,71	1,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	11,07	60,45	1,08	0,00	0,01	0,02	0,00	0,00	0,02	0,02
	LF2	14,04	34,83	0,95	0,01	0,01	0,04	0,01	0,00	0,04	0,04

Tableau 3 de l'annexe. Procédures de gestion (PG), prises ($\overline{C}$; milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (AAV), épuisement ($\overline{D}$; B/B_0), et rendement de la conservation (probabilité pour que la biomasse soit inférieure au point de référence limite) pour le district de Prince Rupert (DPR) dans chaque scénario de modèle opérationnel. Les probabilités d'épuisement ou de mortalité par pêche supérieures à 5 % donnant lieu à un dépassement du point de référence limite sont indiquées en caractère gras. LF1 = Lenfest1; LF2 = Lenfest2.

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites éventuels						
		$\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	$0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
M constante-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,81	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	5,80	33,54	0,56	**0,06**	**0,11**	**0,28**	0,00	0,00	0,02	0,03
	MPO2	5,81	38,41	0,55	**0,07**	**0,12**	**0,28**	0,00	0,00	0,03	**0,05**
	LF1	4,67	92,90	0,63	**0,06**	**0,09**	**0,21**	0,02	0,00	0,04	**0,08**
	LF2	6,78	92,82	0,51	**0,14**	**0,20**	**0,35**	**0,05**	0,00	**0,09**	**0,19**
M constante-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,85	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites éventuels						
		$\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	$0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
	MPO1	6,02	31,92	0,59	**0,05**	**0,10**	**0,25**	0,00	0,00	0,02	0,03
	MPO2	5,93	39,16	0,59	**0,06**	**0,11**	**0,26**	0,00	0,00	0,02	0,04
	LF1	4,92	92,00	0,66	**0,05**	**0,08**	**0,19**	0,01	0,00	0,04	**0,07**
	LF2	7,20	89,75	0,55	**0,12**	**0,19**	**0,32**	0,04	0,00	**0,08**	**0,19**
M en augmentation-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,50	0,04	**0,09**	**0,29**	0,04	0,00	0,01	0,00
	MPO1	3,82	47,04	0,36	**0,24**	**0,39**	**0,64**	0,01	0,00	**0,13**	**0,05**
	MPO2	3,82	51,14	0,35	**0,26**	**0,42**	**0,66**	0,01	0,00	**0,14**	**0,08**
	LF1	2,36	113,84	0,42	**0,16**	**0,27**	**0,51**	0,02	0,00	**0,09**	**0,07**
	LF2	3,71	122,94	0,36	**0,30**	**0,42**	**0,64**	0,04	0,00	**0,19**	**0,20**
M en augmentation-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,52	0,03	0,07	**0,25**	0,03	0,00	0,01	0,00
	MPO1	3,96	46,76	0,38	**0,20**	**0,34**	**0,59**	0,00	0,00	**0,10**	**0,05**
	MPO2	3,99	50,26	0,37	**0,22**	**0,36**	**0,61**	0,00	0,00	**0,11**	**0,07**
	LF1	2,45	112,98	0,43	**0,14**	**0,23**	**0,46**	0,01	0,00	**0,08**	**0,07**
	LF2	3,88	116,98	0,38	**0,27**	**0,38**	**0,59**	0,04	0,00	**0,16**	**0,20**

Tableau 4 de l'annexe. Procédures de gestion (PG), prises ($\overline{C}$; milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (AAV), épuisement ($\overline{D}$; B/B_0), et rendement de la conservation (probabilité pour que la biomasse soit inférieure au point de référence limite) pour la côte centrale (CC) dans chaque scénario de modèle opérationnel. Les probabilités d'épuisement ou de mortalité par pêche supérieures à 5 % donnant lieu à un dépassement du point de référence limite sont indiquées en caractère gras. LF1 = Lenfest1; LF2 = Lenfest2.

		Résultats des simulations			Points de référence limites éventuels						
Scénario de modèle opérationnel	PG	$\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	$0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
M constante-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,69	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	4,17	29,01	0,50	**0,08**	**0,13**	**0,32**	0,00	0,00	0,04	0,01
	MPO2	4,00	36,01	0,49	**0,08**	**0,14**	**0,31**	0,01	0,00	0,04	0,01
	LF1	2,14	71,74	0,61	0,02	0,04	**0,11**	0,00	0,00	0,01	0,00
	LF2	3,87	95,92	0,52	**0,10**	**0,16**	**0,30**	0,02	0,00	**0,06**	0,04
M constante-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,95	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	5,45	26,72	0,73	0,01	0,02	**0,07**	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO2	5,10	34,72	0,74	0,01	0,02	**0,06**	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF1	3,67	72,37	0,83	0,00	0,01	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00
	LF2	6,06	73,17	0,71	0,02	0,04	**0,10**	0,01	0,00	0,01	0,02
M en augmentation-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,45	**0,09**	**0,17**	**0,39**	**0,09**	0,00	0,03	0,00
	MPO1	2,23	57,44	0,35	**0,32**	**0,44**	**0,63**	0,00	0,00	**0,18**	0,01
	MPO2	2,25	61,06	0,36	**0,34**	**0,44**	**0,63**	0,01	0,00	**0,22**	0,03
	LF1	0,54	99,17	0,42	**0,14**	**0,25**	**0,46**	0,00	0,00	**0,06**	0,00
	LF2	1,54	136,64	0,39	**0,24**	**0,36**	**0,57**	0,01	0,00	**0,13**	0,03
M en augmentation-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,60	0,00	0,02	**0,09**	0,00	0,00	0,00	0,00
	MPO1	3,34	45,73	0,49	**0,07**	**0,14**	**0,33**	0,00	0,00	0,03	0,00
	MPO2	3,24	51,20	0,49	**0,08**	**0,14**	**0,32**	0,00	0,00	0,04	0,01

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations $\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	Points de référence limites éventuels $0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
	LF1	1,25	100,06	0,57	0,02	0,05	0,16	0,00	0,00	0,01	0,00
	LF2	2,81	120,21	0,52	0,08	0,14	0,29	0,01	0,00	0,04	0,03

Tableau 5 de l'annexe. Procédures de gestion (PG), prises ($\overline{C}$; milliers de tonnes métriques), variabilité des prises (AAV), épuisement ($\overline{D}$; B/B_0), et rendement de la conservation (probabilité pour que la biomasse soit inférieure au point de référence limite) pour Haida Gwaii (HG) dans chaque scénario de modèle opérationnel. Les probabilités d'épuisement ou de mortalité par pêche supérieures à 5 % donnant lieu à un dépassement du point de référence limite sont indiquées en caractère gras. LF1 = Lenfest1; LF2 = Lenfest2. « S.O. » indique un manque d'estimations fiables.

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations $\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	Points de référence limites éventuels $0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
M constante-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,19	**0,72**	**0,79**	**0,93**	S.O.	0,00	**0,61**	0,00
	MPO1	0,33	90,81	0,18	**0,76**	**0,82**	**0,94**	0,00	0,00	**0,68**	0,00
	MPO2	0,35	93,96	0,17	**0,76**	**0,82**	**0,93**	0,00	0,01	**0,68**	0,02
	LF1	0,04	158,79	0,19	**0,73**	**0,80**	**0,93**	0,00	0,00	**0,63**	0,00
	LF2	0,23	200,00	0,18	**0,76**	**0,81**	**0,93**	0,00	0,01	**0,67**	0,03
M constante-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,24	**0,58**	**0,70**	**0,89**	S.O.	0,00	**0,40**	0,00
	MPO1	0,43	88,96	0,22	**0,65**	**0,75**	**0,91**	0,00	0,00	**0,50**	0,00
	MPO2	0,42	94,75	0,22	**0,65**	**0,75**	**0,91**	0,00	0,00	**0,50**	0,01
	LF1	0,07	153,75	0,24	**0,60**	**0,71**	**0,90**	0,00	0,00	**0,42**	0,00
	LF2	0,28	187,56	0,23	**0,63**	**0,74**	**0,91**	0,00	0,00	**0,48**	0,03
M en augmentation-croissance constante	Pas de pêche	0,00	0,00	0,12	**0,82**	**0,86**	**0,97**	S.O.	**0,22**	**0,77**	0,00
	MPO1	0,18	93,83	0,11	**0,84**	**0,87**	**0,97**	0,00	**0,24**	**0,80**	0,01
	MPO2	0,19	103,69	0,11	**0,83**	**0,87**	**0,97**	0,00	**0,25**	**0,79**	0,02

Scénario de modèle opérationnel	PG	Résultats des simulations			Points de référence limites éventuels						
		$\overline{C}$	AAV	$\overline{D}$	$0{,}25B_0$	$0{,}30B_0$	$0{,}40B_0$	NSB_0	Historique B	$0{,}40B_{RMS}$	F_{RMS}
	LF1	0,01	129,21	0,12	**0,82**	**0,87**	**0,97**	0,00	**0,22**	**0,78**	0,00
	LF2	0,13	114,46	0,12	**0,83**	**0,87**	**0,97**	0,00	**0,23**	**0,79**	0,02
M en augmentation-croissance historique	Pas de pêche	0,00	0,00	0,14	**0,80**	**0,85**	**0,96**	S.O.	**0,08**	**0,75**	0,00
	MPO1	0,20	94,12	0,13	**0,83**	**0,86**	**0,96**	0,00	**0,09**	**0,77**	0,00
	MPO2	0,20	102,08	0,13	**0,82**	**0,86**	**0,96**	0,00	**0,09**	**0,77**	0,01
	LF1	0,01	130,52	0,14	**0,81**	**0,85**	**0,96**	0,00	**0,08**	**0,75**	0,00
	LF2	0,13	116,02	0,13	**0,82**	**0,86**	**0,96**	0,00	**0,08**	**0,77**	0,02

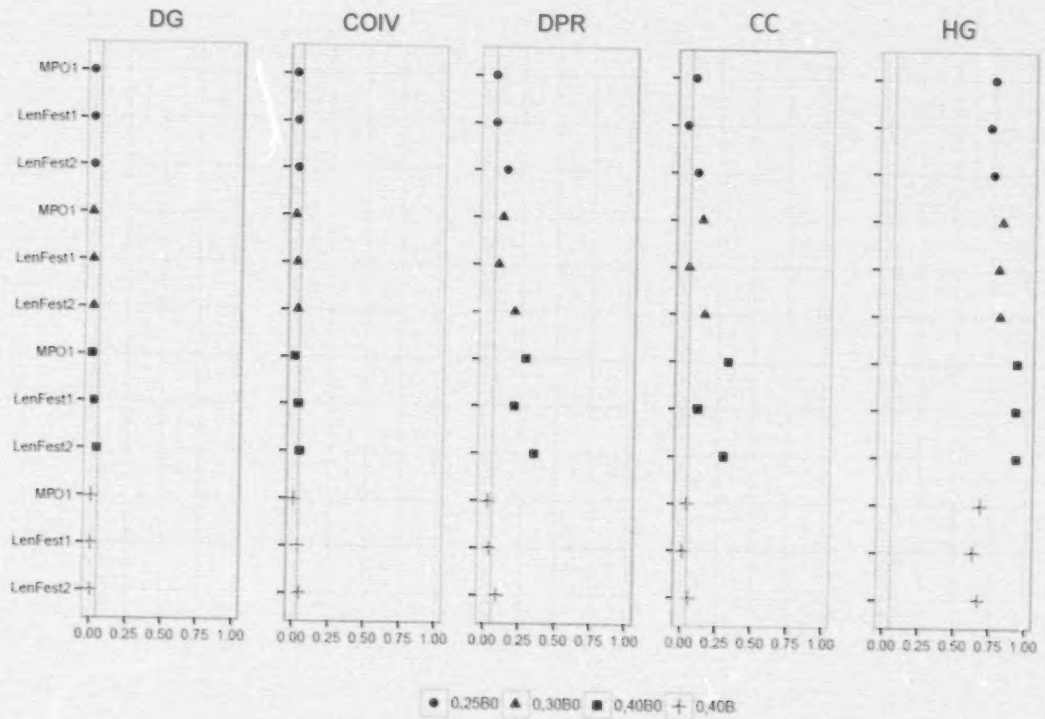

Figure 1 de l'annexe. Rendement des procédures de gestion par rapport aux points de référence limites (PRL) éventuels basés sur la biomasse dans le scénario de type M constante-croissance constante pour le détroit de Georgie (DG), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), le district de Prince Rupert (DPR), la côte centrale (CC) et Haida Gwaii (HG). La ligne rouge pointillée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

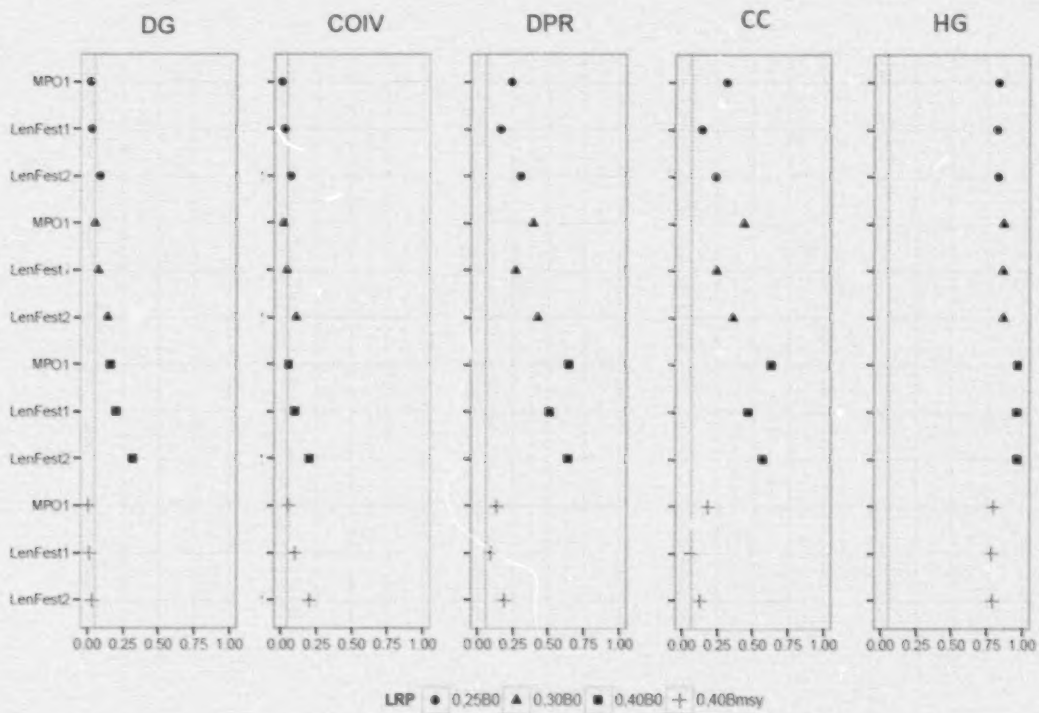

Figure 2 de l'annexe. Rendement des procédures de gestion par rapport aux points de référence limites (PRL) éventuels basés sur la biomasse dans le scénario de type M en augmentation-croissance constante pour le détroit de Georgie (DG), la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), le district de Prince Rupert (DPR), la côte centrale (CC) et Haida Gwaii (HG). La ligne rouge pointillée représente le seuil de 5 % recommandé par Shelton et Sinclair (2008).

CE RAPPORT EST DISPONIBLE AUPRÈS DU :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région du Pacifique
Pêches et Océans Canada
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

Téléphone : (250) 756-7208
Courriel : csap@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/

ISSN 1919-5117
© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2015

La présente publication doit être citée comme suit :

MPO. 2015. Points de référence limites éventuels comme base pour choisir parmi les autres règles de contrôle des prises pour le hareng du Pacifique (*Clupea pallasii*) en Colombie-Britannique. Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2015/062.

Also available in English:

DFO. 2015. Candidate Limit Reference Points as a basis for choosing among alternative Harvest Control Rules for Pacific Herring (Clupea pallasii) in British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Sci. Advis. Rep. 2015/062.